



itab

l'Institut de l'agriculture
et de l'alimentation biologiques

Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique



Résumé
climat

Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau
Mise à jour 2024

Soutenu par



Une étude ITAB avec l'appui de chercheurs INRAE, ISARA, INSERM

La réalisation de l'étude « **Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique** » a été confiée à Natacha Sautereau, agronome, coordinatrice du pôle Durabilité - Transition à l'ITAB.

Sous la direction de Natacha Sautereau et après le précédent rapport sur les externalités de l'agriculture biologique publié en 2016, Fanny Cisowski, Bastien Dallaporta, Céline Gentil-Sergent, Eva Lacarce, Rodolphe Vidal ont analysé de mars 2022 à mars 2024 des articles scientifiques, concernant les questions d'évaluations des externalités sur le sol, la biodiversité, le climat, et la santé humaine. Ils ont échangé avec des experts de la thématique (INRAE, INSERM, ISARA) pour produire cette actualisation de l'état de l'art.

Les références ont été recherchées dans les bases de données bibliographiques internationales. L'analyse s'appuie en priorité sur des synthèses bibliographiques scientifiques, dont des méta-analyses. Des références françaises et internationales ont été prises en compte. A noter que le poids du contexte (pays, époque) dans les valeurs observées ou attribuées requiert une attention particulière, par rapport à la pertinence d'un transfert à d'autres contextes ou d'une extrapolation.

Cécile Détang-Dessendre, Directrice scientifique adjointe Agriculture et co-Directrice du métaprogramme bio METABIO d'INRAE a été référente INRAE pour appuyer la mission d'un point de vue institutionnel. Des recommandations ont été formulées par les membres du comité de pilotage, et du conseil scientifique de l'ITAB à deux reprises. A l'issue du travail d'analyse de la bibliographie et après la phase finale de rédaction des chapitres thématiques et de production des résumés, les résultats ont fait l'objet d'une restitution publique le 10 juin 2024.

La Collection "Externalités de l'AB"

Les résultats de cette étude sont présentés sous la forme de quatre chapitres, synthétisés eux-mêmes sous la forme de 4 résumés.

Vous trouverez dans cette collection :

- ▶ Les 4 chapitres qui la composent : **sol, climat, santé, biodiversité**
- ▶ Les 4 résumés de ces chapitres : **sol, climat, santé, biodiversité**
- ▶ La note synthétique de 4 pages

Tous les livrables de la collection sont téléchargeables sur le site : <https://vu.fr/hxujS>

Un résumé du chapitre climat

Ce document est un résumé du chapitre "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique", rédigé par Bastien Dallaporta, agronome, sous la direction de Natacha Sautereau, agronome. La rédaction de ce chapitre a bénéficié en particulier avec l'appui extérieur de chercheurs : Valentin Bellassen, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin, Hayo van der Werf (INRAE).

125 références bibliographiques ont été mobilisées et figurent dans le chapitre "Atténuation du changement climatique". Vous trouverez en fin de document une bibliographie sélective.

Ce résumé de chapitre synthétise les principales externalités de l'agriculture biologique concernant le climat, en référence aux pratiques principalement mises en œuvre en agriculture conventionnelle. Il concerne les effets en termes d'atténuation vis-à-vis du changement climatique.

Introduction

Les émissions de gaz à effet de serre (GES) dues aux activités humaines contribuent aux changements climatiques. Les températures observées sur la période 2010-2019 à l'échelle mondiale sont supérieures de 1,1 °C par rapport à la période préindustrielle, et l'objectif des Accords de Paris de maintenir cette élévation sous les +1,5°C pourrait être dépassé dès le début des années 2030. L'atteinte d'un objectif de neutralité carbone à l'horizon 2050 implique pour la France une division par 6 des émissions de GES par rapport à 1990. Après le non-respect du premier budget carbone fixé par la première Stratégie Nationale Bas Carbone sur la période 2015-2018, le budget carbone sur la période actuelle (2019-2023) semble respecté. Le rehaussement récent des objectifs de réduction à l'échelle Européenne (« Fit for 55 ») appelle à un doublement de l'effort de réduction annuel jusqu'en 2030 (de -2,1 % par an à -4,0 % par an) (HCC, 2024). Comme tous les secteurs d'activités, le secteur de l'agriculture est appelé à contribuer à cet effort. Il occupe le deuxième rang des secteurs les plus émetteurs en France (environ 20 % des émissions totales émises sur le territoire la France) (CITEPA, 2023).

Le secteur est caractérisé par la nature des GES émis : principalement du méthane (CH₄ : 56 %) et du protoxyde d'azote (N₂O : 29 %), à l'inverse des autres secteurs dont les émissions sont quasi exclusivement du CO₂. Le caractère diffus des émissions de ces deux GES et la complexité des processus impliqués rendent difficile la quantification de ces émissions. L'agriculture est par ailleurs l'une des seules activités qui peut contribuer au stockage de carbone dans les sols, bien que i) ces flux soient également très difficiles à quantifier et ii) la taille du puits soit faible au regard du volume des émissions nationales.

Quant à l'alimentation, elle représente environ un quart de l'empreinte carbone des français et françaises¹ (HCC, 2024), et montre une autre réalité, puisque le CO₂ y occupe une place centrale (près de 46 % des émissions (Barbier et al., 2019)). En parallèle de la réduction des émissions territoriales, la maîtrise de l'empreinte carbone globale est un enjeu en France. Les émissions émises sur le territoire ne représentent qu'une fraction de l'empreinte carbone et la baisse tendancielle constatée sur les émissions territoriales ces dernières années masque une tendance à l'augmentation des émissions importées (HCC, 2020).

I. Impacts GES du mode de production Agriculture Biologique (AB)

I.A. Émissions de protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote (N₂O) a une origine principalement agricole, 87 % des émissions nationales proviennent du secteur de l'agriculture en 2021 (CITEPA, 2023), ces émissions étant étroitement liées aux pratiques de fertilisation. Ces émissions résultent des activités microbiennes, via des émissions directes (lors de l'épandage d'effluents minéraux ou organiques) ou indirectes (par la transformation de composés volatiles azotés : dénitrification du NO₃⁻ lixivé ou du NH₃ volatilisé). D'autres facteurs environnementaux sont impliqués (teneur en eau du sol, conditions climatiques avant et après l'apport, activité biologique) qui compliquent l'interprétation et la généralisation des résultats.

Le pilotage de la fertilisation en agriculture biologique (AB) est à l'origine de moindres émissions de N₂O par rapport aux pratiques en agriculture conventionnelle (AC), les doses d'azote sont réduites et la fertilisation est davantage raisonnée à l'échelle de la rotation (et davantage à l'échelle de la culture en AC). Il est établi en Europe que **les rotations AB ont plus fréquemment recours aux légumineuses (luzerne), en intercultures ou dans les fourrages** (Barbieri et al., 2017). La présence de ces légumineuses contribue à réduire le recours aux apports exogènes azotés.

Bien que les mesures comparatives AB/AC de N₂O en provenance de sols agricoles soient peu nombreuses et ne couvrent pas une grande diversité de conditions pédoclimatiques, elles confèrent **à l'AB des pertes réduites sous forme de N₂O, de l'ordre de 1,05kgN.ha⁻¹.an⁻¹ en grandes cultures** (Skinner et al., 2014). Les mesures issues de l'essai DOK (essai longue durée établi en 1978 en Suisse qui étudie l'effet de différents types de

fertilisation) soutiennent l'hypothèse d'émissions dégressives dans le temps, les émissions de N₂O étant **plus faibles de -40 % dans les deux modalités conduites en AB par rapport aux modalités AC**, 35 ans après la mise en place de l'essai (Skinner et al., 2019)

Sans recours à des dispositifs de mesure de N₂O, les émissions sont classiquement estimées selon une relation linéaire à partir de la quantité d'azote totale disponible sur une parcelle agricole (apports, résidus de culture, ...). Depuis 2019, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) recommande désormais l'emploi de facteurs d'émission (FE) - *soit le rapport entre la quantité de N₂O émise par une quantité d'azote* - dissociés selon la forme des engrais (réduit pour une forme organique, augmenté pour une forme minérale), ce qui n'était pas le cas auparavant. Le caractère récent de cette mise à jour fait que l'incidence sur les références produites en AB et AC est encore peu documentée.

Dans une moindre mesure que les émissions par les sols cultivés, le stockage et la gestion des déjections constituent une autre source agricole d'émissions de N₂O. Elles sont issues de l'azote contenu dans la ration, non fixé par l'animal et excrété par voie fécale et urinaire, au bâtiment, au pâturage ou lors du stockage. De manière générale, le niveau de perte de N₂O lors du processus de transformation de l'azote est influencé par i) des facteurs physico-chimiques lors du stockage pour lesquels peu d'éléments viendraient étayer l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage en AB par rapport à l'AC, et ii) des facteurs qui influencent la teneur en azote des effluents. En bovin lait, les différences de rations établies entre conduite d'élevages AB et AC **vont dans le sens d'une teneur plus faible en azote dans les rations ingérées en AB**, en raison d'une plus grande part de produits fourragers dans les rations (Gaudaré et al., 2021). Les différences de teneur en protéines brutes entre une ration pauvre ou plus riche en azote (12 % contre 18 % de protéines brutes) induisent des différences importantes dans la teneur en azote des urines (facteur 3), divisant par 10 la perte finale d'azote gazeux au stockage (Edouard et al., 2019).

I.B. Émissions de méthane

Les émissions de CH₄ sont principalement issues des élevages de ruminants (65 % des émissions de méthane en France), et dans une moindre mesure des sols agricoles qui émettent du CH₄, dans des proportions infimes en France puisqu'il s'agit principalement des rizières. Concernant les systèmes d'élevage de ruminants, la réglementation AB contraint à une alimentation qui « repose sur une utilisation maximale des pâturages » et garantit qu'au moins 60 % de la matière sèche composant la ration quotidienne des herbivores provient de fourrages grossiers. Or les régimes alimentaires riches en fibres sont à l'origine d'émissions plus importantes de CH₄ (Gerber et al., 2013). Les concentrés étant plus digestes, ils tendent à modifier le type de fermentation entérique opérant. L'effet des concentrés sur les émissions de méthane est variable selon le type de grain, la digestibilité des fibres et le niveau d'ingestion. A noter que les effets ne sont perceptibles qu'à partir d'une quantité importante de concentrés dans la ration (supérieure à 35 % de la matière sèche ingérée), ce qui interroge sur la pertinence de ce levier dans le cadre d'une évaluation plus systémique (prise en compte du stockage de carbone et renforcement de la compétition alimentation animale/humaine). L'effet n'est donc pas automatiquement significatif lorsque les émissions ou flux de carbone dans les sols associés à la production des concentrés sont pris en compte.

Pour des rations à base de fourrages, le levier principal de réduction d'émission consiste à l'amélioration de la digestibilité des fourrages, par une récolte plus précoce (teneur plus élevée en glucides solubles) et le choix des espèces (Eugène et al., 2021). Leur mobilisation peut néanmoins induire des effets antagonistes par une plus grande ingestion. Plus globalement, des leviers de supplémentation sont décrits dans la littérature (supplémentation en composés lipidiques, ajout de nitrates...) mais leurs effets sur les émissions de CH₄ sont variables, et certains de ces suppléments ne sont pas autorisés par la réglementation AB.

Des émissions de CH₄ ont également lieu lors du stockage des déjections (conditions anaérobies), principalement issues des élevages bovins et porcins. Les formes solides sont réputées moins émettrices de méthane, bien qu'elles puissent augmenter la formation de N₂O. Les principaux leviers de réduction consistent donc à composter les effluents, ou bien à couvrir les cuves. L'option la plus prometteuse pour réduire les émissions de méthane issues de la gestion et du stockage des déjections semble être la méthanisation, en captant près de 80 % des émissions de CH₄, et contribuant à diminuer les émissions de N₂O. Peu d'éléments viennent étayer

l'hypothèse d'une gestion différenciée des effluents d'élevage au bâtiment en AB par rapport à l'AC. En revanche, le recours au pâturage et des durées de pâturage plus longues en AB établies en bovin lait, tendent à réduire le volume de déjections stocké et à favoriser les déjections au pâturage dont les émissions de CH₄ sont plus faibles que les émissions émises par les stockages prolongés dans des fosses à lisier ou en litières accumulées. Une autre hypothèse en AB concerne la taille des fermes : plus les exploitations sont grandes (plus courantes en AC) plus elles sont susceptibles d'adopter des systèmes lisiers, plus émetteurs de CH₄.

I.C. Émissions de dioxyde de carbone

Les émissions de CO₂ en agriculture sont principalement liées aux consommations d'énergie fossile. Classiquement on distingue les émissions directes, liées aux consommations d'énergie sur le site de production (fioul, gaz, électricité) des émissions indirectes, associées à l'utilisation d'énergie pour la fabrication et le transport des intrants. Les performances de l'AB vis-à-vis de la consommation d'énergie directe sont globalement i) moins bonnes que celles de l'AC, compte tenu des opérations de travail du sol généralement plus fréquentes, et ii) meilleures pour la consommation d'énergie indirecte, principalement par l'interdiction d'utiliser des engrais de synthèse dont la production repose sur l'utilisation de ressources fossiles. Les émissions de GES associées à la production d'engrais de synthèse sont comptabilisées dans le secteur Industrie, et représentent en France l'équivalent de 3,3 % des émissions du secteur agriculture. Plus de 80 % des engrais de synthèse consommés en France sont importés, et de ce fait leurs émissions associées le sont également (HCC, 2024). Dans **près de 80 % des comparaisons, les productions AB sont moins consommatrices d'énergie par unité de surface** (Smith et al., 2015). En effet, la consommation indirecte d'énergie associée aux intrants, supérieure en AC, dépasse les consommations directes d'énergie, supérieures en AB. Cette plus faible consommation totale d'énergie **n'est pas systématique, en particulier pour des cultures végétales AB qui ont un recours important au désherbage mécanique**. D'une manière plus globale, la maîtrise des consommations d'énergie directe est un levier de réduction des émissions de GES des productions végétales AB (Bochu et al., 2008).

I.D. Émissions brutes des systèmes de production

A l'échelle des exploitations agricoles, peu de données sont disponibles sur les émissions de GES, mais des comparaisons établies à l'échelle mondiale montrent de meilleures performances en AB (en tCO₂eq/ha) dans la plupart des cas. En production végétale, les émissions brutes de GES sont composées de N₂O et de CO₂, deux GES pour lesquels l'AB présente de moindres émissions. (Boschiero et al., 2023) ont observé dans **82 % des comparaisons des émissions réduites en AB par unité de surface, de l'ordre de -50 %**. Les écarts sont plus réduits en élevage de ruminants, de l'ordre de **10 % pour les élevages bovins allaitant et 20 % en bovin lait** (Chambaut et al., 2011) puisque c'est sur les émissions de CH₄ que l'AB est la moins performante.

De la littérature récente émerge une discussion sur la contribution relative de ces différents GES au réchauffement. Puisque les mesures des concentrations des différents GES dans l'atmosphère ne constituent pas une information directement utilisable, la communauté scientifique a recours au Potentiel de Réchauffement Global (PRG) qui permet de comparer les impacts de différents GES en prenant en compte leurs propriétés physiques différentes (forçage radiatif, durée de vie). Le recours au PRG à 100 ans par convention fait l'objet de discussions, en particulier autour du CH₄. Le CH₄ ayant la double particularité d'avoir un puissant forçage radiatif et une durée de vie courte par rapport au N₂O et CO₂, le PRG à 100 ans a tendance à masquer sa courte durée de vie dans l'atmosphère. D'autres auteurs prônent l'utilisation d'un PRG à 20 ans (qui augmente la contribution du CH₄), un horizon plus cohérent avec les objectifs de réduction de GES et l'enjeu stratégique de réduire en priorité les émissions de gaz à courte durée de vie. Dans le cas de l'AB qui présente des émissions réduites de N₂O et de CO₂, le choix d'un PRG a probablement une incidence sur l'écart des systèmes AB/AC, puisque les émissions de CH₄, équivalentes ou supérieures en AB, tendent à réduire les différences d'émissions observées sur le N₂O et CO₂.

II. Variations de stocks de carbone dans les sols

II.A. Maintien des stocks

Le carbone est présent dans les sols en plus grande quantité que dans d'autres compartiments, atmosphère ou biomasse des végétaux. La variation géographique de ces stocks de carbone est importante, elle est la résultante du type de sol, du climat ainsi que du mode d'occupation (forêt, prairies permanentes, grandes cultures). L'enjeu de premier ordre vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique consiste à maintenir les stocks de C actuels, en limitant notamment le **changement d'usage des terres (CAT)**, d'une utilisation des terres ayant un stock important (forêt, prairie) vers un autre usage (par exemple culture). Le CAT **serait le principal facteur de variation du carbone organique du sol (COS) observé à l'échelle mondiale**, devant l'effet du changement climatique et l'effet des pratiques (Beillouin et al., 2023). Cette source d'émission, non comptabilisée dans l'empreinte carbone de l'alimentation en France, peut y contribuer à hauteur de 20 % notamment du fait de la déforestation pour l'extension des surfaces cultivées (Poore and Nemecek, 2018). L'agriculture reste le principal moteur de la déforestation observée à l'échelle mondiale, elle serait responsable de près de 90 % de la déforestation observée entre 1990 et 2020 selon la FAO (HCC, 2024).

Le lien entre déforestation et AB n'est pas bien documenté dans la littérature. La demande française en produits agricoles importés concerne principalement le soja à destination de l'alimentation animale, dont les deux tiers proviennent du Brésil. Or, 35 % des volumes de soja produits au Brésil présentent un risque élevé d'exposition à la déforestation.

Par son cadre réglementaire, en particulier i) le seuil d'autonomie alimentaire important en provenance de l'exploitation ou de la région, ii) l'interdiction des cultures OGM et iii) une alimentation animale à 95 % composée de produits AB, **il est très probable que la contribution de l'AB à ces variations de stock soit mineure**. L'AB en France reste importatrice de tourteaux de soja AB en provenance d'Inde et Chine, qui ne sont pas les terrains principaux de déforestation. Le maintien des stocks sous prairie permanente est également un enjeu important ; l'AB favorise l'utilisation de l'herbe en élevage de ruminants par une utilisation maximale des pâturages et **la provenance d'au moins 60 % de la ration issue de fourrages grossiers**. Toutefois il faut noter que la part de prairies permanentes dans la surface agricole utile (SAU) des exploitations AB de ruminant n'est pas systématiquement plus importante que pour les exploitations AC, puisqu'elles doivent réserver une part de leur SAU à la production de céréales, comme montré par (Dakpo et al., 2013) en ovin viande.

II.B. Augmentation des stocks

Les stocks de carbone dans les sols sont limités en taille, et sont à l'équilibre lorsque le flux entrant (les apports de carbone de la biomasse végétale ou des microorganismes, qui contribuent également à la minéralisation des matières organiques) est égal au flux sortant (par minéralisation, perte sous forme dissoute ou érosion). **L'autre principal enjeu consiste donc pour un même type d'occupation des sols, à augmenter le stock de carbone dans le temps** (« stockage »). Certaines pratiques peuvent aboutir à une augmentation du stockage sur une durée limitée, réversible en cas d'abandon des pratiques stockantes (Pellerin et al., 2020). À l'échelle mondiale, un calcul optimiste indiquait qu'un stockage équivalent à une augmentation de 0,4 % (4 pour mille) par an des stocks de carbone permettrait de compenser l'équivalent des émissions anthropiques annuelles (Minasny et al., 2017). En dépit des fortes incertitudes associées, un stockage de cet ordre de grandeur sur l'horizon 0-30 cm des surfaces non artificialisées en France représenterait l'équivalent de 12 % des émissions annuelles de GES (Pellerin et al., 2020).

La littérature met en évidence des **stocks de C mesurés supérieurs dans les sols des parcelles conduites en AB par rapport à leurs homologues conventionnels**. De nombreuses méta-analyses concluent à des stocks de COS significativement supérieurs pour les sols conduits en AB et à une évolution positive et significative de la teneur en carbone et du stockage, avec des variations entre **+11 % et +35 % de COS supplémentaire pour la conduite AB**, selon les études. Les applications prolongées et en quantités importantes d'amendements organiques expliquent en grande partie cet écart de stocks de C entre parcelles AB/AC (Leifeld et al., 2013). Il

semble qu'il existe un consensus sur le fait que les amendements organiques conduisent, en moyenne, à un stockage additionnel dans les couches arables (environ 20-30 cm) d'environ 25 % sur une période de 20 ans (Guenet et al., 2021). La contribution de ces apports à la séquestration est discutée, puisque dans la plupart des situations, ces matières en provenance d'élevages auraient été restituées au sol ailleurs. La demande pour ces matières en AB peut néanmoins permettre une meilleure distribution spatiale de ces restitutions, de zones sources (forte densité d'élevage) vers des zones puits (spécialisées en productions végétales) (Gattinger et al., 2013).

Il est également observé un effet de l'AB sur le stockage lorsque sont comparés des systèmes avec une quantité plafonnée de produits résiduels organiques (PRO) épandus, suggérant l'implication d'autres mécanismes (García-Palacios et al., 2018; Gattinger et al., 2012). Les différences de rotations, en particulier la fréquence accrue de pluriannuelles dans les rotations contribuent, par leurs résidus de biomasse aérienne et souterraine, à des niveaux supérieurs de flux de carbone entrant dans les sols conduits en AB. D'autres hypothèses sont discutées en AB, notamment la contribution de la biomasse adventices à ces flux de C ainsi que l'effet favorable de conditions limitées en nutriments sur la biomasse racinaire (Autret et al., 2016 ; Hirte et al., 2021). **Les systèmes AB peuvent présenter une diminution du stock de C par rapport à l'AC dans des situations où la quantité de C entrant dans les sols conduits en AB (exogènes via les PRO ou associés à la restitution de biomasse par les résidus de culture ou engrais verts) est inférieure à la restitution de C par les résidus de récolte, plus importante en AC du fait des rendements supérieurs** (Bell et al., 2012).

L'AB peut mobiliser différents leviers qui tendent à accroître ce flux de C dans les sols, par exemple en développant la couverture des inter-rangs en cultures pérennes, ou en développant des strates arbustives aux abords ou au sein des parcelles de grandes cultures (Pellerin et al., 2020).

III. Impact GES d'une alimentation biologique

III.A. Circuits de distribution

Si la plupart des émissions de GES de l'empreinte carbone de l'alimentation ou des produits alimentaires ont lieu au stade de la production agricole, d'autres étapes nécessitent matériaux et/ou énergie et imbriquent des émissions supplémentaires, dans des proportions variables selon les productions. Si les exploitations AB en France sont plus nombreuses que les exploitations AC à adopter une commercialisation en circuits courts (53 % vs 19 % en 2020), la contribution GES de ce mode de commercialisation reste ambivalente. Les circuits courts peuvent contribuer à limiter l'impact GES de l'alimentation par rapport à des circuits longs à plusieurs titres : la réduction des emballages et du conditionnement des produits, la réduction des pertes alimentaires par la valorisation de produits hors standards (calibre, esthétique) ou par la réduction des émissions liées aux étapes de conservation. La distance parcourue par un produit alimentaire (« Food Miles ») n'étant pas un moyen fiable de prédire l'empreinte carbone de produits alimentaires, les moyens de transports mobilisés sur de grandes distances (trains, cargos) peuvent exploiter des économies d'échelle et être relativement moins polluants que les petits camions sur des distances plus courtes, à l'exception du transport par avion (Stein and Santini, 2022). Les déplacements d'un consommateur sur plusieurs points de vente peuvent être plus émetteurs que les émissions associées à des modes de distribution à grande échelle.

III.B. Produits alimentaires

Les références disponibles pour exprimer les performances GES des produits alimentaires, exprimées en émissions de GES/unité de produit (kg, litre), sont en grande partie obtenues par Analyse en Cycle de Vie (ACV). L'ACV est une méthode d'analyse environnementale multicritère permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service, en considérant l'ensemble de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières jusqu'à la fin de vie d'un produit en passant par la production et la phase d'utilisation. La

standardisation de la méthode garantit le cadre applicable et les principes de réalisation d'une ACV mais ne spécifie pas les techniques ou méthodologies spécifiques à chacune des phases de vie évaluée.

La littérature décrit pour l'AB des performances GES variables lorsqu'elles sont exprimées par unité produite (kg de produit par exemple). Les conclusions divergentes avec les meilleures performances en AB précédemment décrites par unité de surface sont justifiées par les plus faibles rendements en AB. Toutefois, la conclusion selon laquelle les **performances de l'AB sont globalement moins bonnes qu'en AC par unité produite masque une grande disparité selon les productions**. Les conclusions de différentes méta-analyses divergent sur la tendance qui se dégage par catégorie. Des travaux comparatifs AB/AC récents tendent à montrer que les **productions végétales AB présentent, à quelques exceptions près, des empreintes carbone inférieures quelle que soit l'unité fonctionnelle retenue** (Boschiero et al., 2023). En productions animales, les performances GES de l'AB sont variables selon les produits : légèrement meilleures en bovin viande (De Vries et al., 2015), équivalente à l'AC dans le cas du lait bovin (Lambotte et al., 2023), ou moins bonnes en monogastriques (Andretta et al., 2021). La divergence observée des performances selon l'unité fonctionnelle retenue et la **potentielle dilution des émissions de GES par unité produite pour des systèmes intensifs invitent à considérer conjointement les deux unités fonctionnelles (par hectare et par kilo produit) dans l'évaluation des productions AB et, plus largement des modes de production alternatifs** (van der Werf et al., 2020).

Plusieurs limites méthodologiques associées à ces conclusions sont à rappeler. Les conclusions sont sensibles à certaines règles d'allocation. Par exemple, les engrais organiques sont, dans la majorité des études, considérés comme des déchets ce qui revient à ne pas imputer à l'utilisateur final des émissions de GES liées à leur fabrication. Les performances de l'AB, en particulier en production végétales, sont donc sensibles aux règles d'allocation attribuées aux PRO. Par ailleurs, la prise en compte des variations de carbone dans les sols agricoles en ACV n'est pas plébiscitée et fait l'objet de développements méthodologiques. Leur prise en compte dans certaines études en bovin lait (Lambotte et al., 2023) et en cultures pérennes (Aguilera et al., 2015), peut conduire à accentuer l'écart AB/AC en faveur de l'AB. Enfin, ces conclusions reposent sur un faible nombre d'études (en particulier pour les productions monogastriques, bovin allaitant, maraichage) et le choix des systèmes AC mobilisés dans la comparaison de données appariés n'est pas toujours explicité dans les études.

III.C. Régimes alimentaires

L'impact GES des régimes alimentaires est corrélé à la consommation de produits animaux, mais peu d'études documentent l'effet du mode de production, c'est-à-dire l'effet de la consommation d'une part de produits biologiques. En France, le profil de consommateurs de produits biologiques, leurs régimes et les relations entre cette consommation de produits biologiques et l'impact sur l'environnement et la santé, ont été étudiés dans la cohorte BioNutriNet (Baudry et al., 2019). L'étude met en évidence, que les consommateurs ayant le plus végétalisé leur alimentation sont également ceux qui consomment la plus grande part de produits biologiques. Par rapport aux consommateurs ne consommant pas de produits biologiques, les grands consommateurs de produits biologiques ont **une empreinte carbone plus faible (-30 %) mais cet écart est exclusivement expliqué par des régimes plus végétalisés**. Du fait d'une végétalisation plus importante de leur assiette, les grands consommateurs de produits biologiques compensent les plus faibles performances GES de certaines productions biologiques, précédemment discutées. La composition du régime alimentaire est un levier puissant pour réduire l'empreinte carbone de l'alimentation, que les aliments soient biologiques ou non.

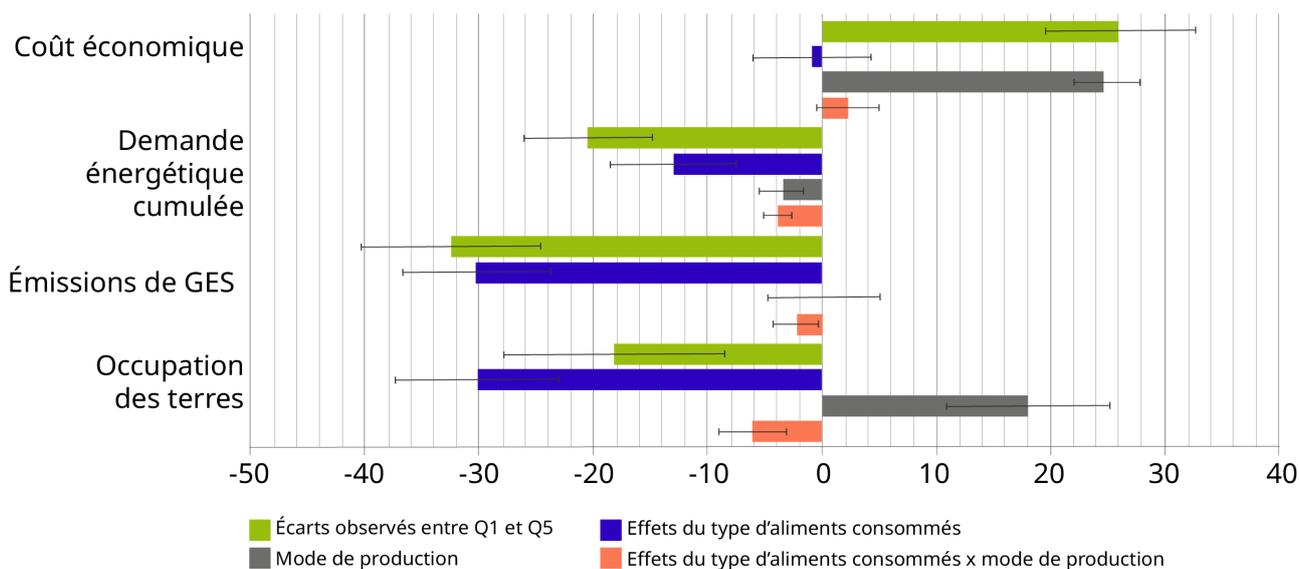


Figure 1 : Décomposition des écarts observés entre le premier (Q1) et le cinquième (Q5) quintile de consommateurs d'aliments biologiques (Q1 : 0 % ; Q5 : 70 %) pour différents indicateurs environnementaux et économiques (Kesse-Guyot et al., 2022) (données pondérées ; N = 29 210). Les valeurs représentent les moyennes et les barres les intervalles de confiance à 95 %. Abréviations : CED, demande énergétique cumulée ; GHGE : émissions de gaz à effet de serre ; Q, quintile.

IV. Impacts GES associés au développement de l'AB

Partant du double constat des moindres émissions par unité de surface et d'une plus faible productivité des systèmes de production en AB, des travaux s'intéressent, à demande constante, à la réduction des émissions locales et aux émissions induites par le développement rapide sur de larges échelles spatiales de ce mode de production. En Angleterre et Pays de Galles, **la conversion intégrale des surfaces cultivées AB engendrerait une baisse des émissions brutes territoriales de l'agriculture de l'ordre de 6 % (-20 % pour les cultures, -4 % pour l'élevage)** (Smith et al., 2019). Si cette conversion ne s'accompagne pas d'une réduction de la demande intérieure, elle engendrerait des émissions délocalisées par un recours accentué aux importations (de produits AB). Bien que les émissions de GES associées à la production de ces matières importées soit sensible aux hypothèses retenues pour le stockage que l'on prête aux systèmes AB et à la nature des terres à mettre en culture, elles compenseraient les réductions obtenues à l'échelle du territoire national, dans la plupart des scénarios explorés par les auteurs. À l'échelle mondiale, la disponibilité de l'azote constitue le principal facteur limitant d'une conversion intégrale des surfaces en AB. Sans transformer la demande, les résultats obtenus par modélisation à l'échelle mondiale montrent qu'une conversion intégrale des surfaces en AB ne permettrait pas de répondre à la demande alimentaire mondiale (Barbieri et al., 2021) ou bien nécessiterait la mise en culture de nouvelles surfaces (Muller et al., 2017). **Ces travaux explorent des scénarios de conversion intégrale des surfaces mondiales en AB, bien loin des surfaces qu'occupe actuellement l'AB (moins de 2 % de la surface mondiale en 2020).**

Des proportions intermédiaires de surfaces en AB explorées dans ces études indiquent qu'une conversion en AB sur environ 20 % de la SAU mondiale, sans modification du système alimentaire n'induirait qu'une faible augmentation de la surface à cultiver (Muller et al., 2017), représente une situation réaliste d'un point de vue de la disponibilité en azote (Barbieri et al., 2021) et souhaitable vis-à-vis du stockage du carbone (Gaudaré et al., 2023). D'autres leviers à l'échelle des systèmes alimentaires permettraient d'atteindre une plus grande part des surfaces en AB. En combinant une réduction de moitié sur le gaspillage alimentaire et sur la compétition entre

alimentations animale et humaine (modification des régimes alimentaires), la part de surface AB pourrait atteindre 60 %, avec une balance azotée globale acceptable selon (Muller et al., 2017).

Conclusion

L'Agriculture Biologique contribue à la réduction des émissions de GES, principalement en lien avec les pratiques de fertilisation. L'absence de fertilisants de synthèse et la faible disponibilité des PRO sont à l'origine d'émissions moindres à la parcelle de N₂O et de CO₂. En conséquence, les productions végétales AB, dont les émissions sont composées de ces deux GES, présentent des émissions moindres par unité de surface (**de l'ordre de 50 %**).

Les émissions de CH₄, qui concernent principalement les élevages de ruminants, peuvent être plus importantes en AB du fait de rations à base de fourrages grossiers. Toutefois plusieurs hypothèses vont dans le sens de la **moindre contribution des systèmes d'élevage biologiques aux émissions induites par la transformation des terres à l'étranger (forêts en cultures) et en France (prairies permanentes vers cultures)**.

Enfin, les pratiques de fertilisation (PRO et légumineuses) en AB sont également à l'origine d'une **accumulation de carbone organique dans les sols, plus importante qu'en AC**.

Ainsi, le développement de l'AB est un levier de réduction des émissions territoriales de GES du secteur agriculture.

Les performances de l'AB sur cette dimension atténuation du changement climatique et la quantification de l'écart d'émissions entre des systèmes AB/AC dépendent de l'unité fonctionnelle mobilisée. Si pour la quasi-totalité des productions, les **émissions par hectare sont systématiquement inférieures en AB**, la littérature montre que, **par unité produite, les conclusions varient selon les catégories de produits, du fait des rendements plus faibles en AB**. De récents travaux montrent que les **productions végétales présentent, à quelques exceptions près, de meilleures performances GES quelle que soit l'unité fonctionnelle retenue**. Pour les produits animaux, les effets sont hétérogènes : empreinte AB/AC légèrement meilleure en bovin viande, équivalente dans le cas du lait bovin lait, moins bonne en monogastriques.

L'étude identifie également un certain nombre de limites méthodologiques pouvant impacter les écarts de performances AB et AC, et un besoin de poursuivre la production de références sur les émissions GES des systèmes AB pour accompagner la mise en œuvre de leviers de réduction.

Bien que l'AB occupe une infime partie des surfaces cultivées à l'échelle mondiale et que les surfaces converties en France restent en dessous des objectifs, des travaux s'intéressant à l'évaluation de conversion intégrale des surfaces pointent, à demande constante et identique, des limites biophysiques à l'échelle mondiale, et un risque d'augmentation des émissions délocalisées par un recours plus important aux importations à des échelles nationales. Le développement de modes de production alternatifs – *au sens moins intensif* –, pas spécifiquement ni exclusivement de l'AB, doit s'accompagner **d'une transition alimentaire pour agir de manière conjointe sur la réduction des émissions territoriales et sur la réduction de l'empreinte carbone de l'alimentation**.

Pour rappel, le dernier rapport HCC (2024) mentionne explicitement que les scénarios permettant de **réduire les émissions agricoles de 50 % d'ici 2050 envisagent 1) une baisse de la consommation de protéines animales d'au moins 30 %, 2) une diminution de la part de l'azote minéral apporté aux cultures de 40 à 100 % et 3) un développement de l'agroécologie et de l'agriculture biologique pour atteindre 50 % de la surface agricole utilisée**.

Bibliographie

- Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 725–737. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y>
- Andretta, I., Hickmann, F.M.W., Remus, A., Franceschi, C.H., Mariani, A.B., Orso, C., Kipper, M., Létourneau-Montminy, M.-P., Pomar, C., 2021. Environmental Impacts of Pig and Poultry Production: Insights From a Systematic Review. *Front. Vet. Sci.* 8, 750733. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.750733>
- Autret, B., Mary, B., Chenu, C., Balabane, M., Girardin, C., Bertrand, M., Grandeau, G., Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
- Ayari, N., Auberger, J., 2022. Evaluation de l'effet de la mise à jour du modèle d'émission de N₂O: IPCC 2006 > 2019 sur les émissions de N₂O et l'impact Changement Climatique des ICV Agribalyse. INRAE SAS.
- Barbier, C., Couturier, C., Pourouchottamin, P., Cayla, J.-M., Silvestre, M., Pharabod, I., 2019. L'empreinte énergétique et carbone de l'alimentation en France - de la production à la consommation, Club Ingénierie Prospective Energie et Environnement. IDDRI, Paris.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci. Rep.* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nat. Food* 2, 363–372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Baudry, J., Pointereau, P., Seconda, L., Vidal, R., Taupier-Letage, B., Langevin, B., Allès, B., Galan, P., Hercberg, S., Amiot, M.-J., Boizot-Szantai, C., Hamza, O., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Soler, L.-G., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2019. Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *Am. J. Clin. Nutr.* 109, 1173–1188. <https://doi.org/10.1093/ajcn/nqy361>
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., Cardinael, R., 2023. A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nat. Commun.* 14, 3700. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z>
- Bell, L.W., Sparling, B., Tenuta, M., Entz, M.H., 2012. Soil profile carbon and nutrient stocks under long-term conventional and organic crop and alfalfa-crop rotations and re-established grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.006>
- Bochu, J.-L., Risoud, B., Mousset, J., 2008. Consommation d'énergie et émissions de GES des exploitations en agriculture biologique: synthèse des résultats PLANETE 2006.
- Boschiero, M., De Laurentiis, V., Caldeira, C., Sala, S., 2023. Comparison of organic and conventional cropping systems: A systematic review of life cycle assessment studies. *Environ. Impact Assess. Rev.* 102, 107187. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107187>
- Chambaut, H., Moussel, E., Pavie, J., Coutard, J.P., Galisson, B., Fiorelli, J.-L., Leroyer, J., 2011. Profils environnementaux des exploitations d'élevage bovins lait et viande en agriculture biologique et conventionnelle : enseignements du projet CedABio. Presented at the Rencontres Recherches Ruminants.
- CITEPA, 2023. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2022 (Rapport Secten).
- Dakpo, K.H., Laignel, G., Rouleuc, M., Benoit, M., 2013. L'élevage biologique consomme-t-il moins d'énergie et émet-il moins de gaz à effet de serre que l'élevage conventionnel? Analyse en production ovine allaitante.
- De Vries, M., Van Middelaar, C.E., De Boer, I.J.M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 178, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020>
- Edouard, N., Charpiot, A., Robin, P., Lorinquer, E., Dollé, J.-B., Faverdin, P., 2019. Influence of diet and manure management on ammonia and greenhouse gas emissions from dairy barns. *Animal* 13, 2903–2912. <https://doi.org/10.1017/S17517513191001368>
- Eugène, M., Klumpp, K., Sauvart, D., 2021. Methane mitigating options with forages fed to ruminants. *Grass Forage Sci.* 76, 196–204. <https://doi.org/10.1111/gfs.12540>
- García-Palacios, G., Gattinger, A., Bracht-Jørgensen, H., Brussaard, L., Carvalho, F., Castro, H., Clément, J., De Deyn, G., D'Hertefeldt, T., Foulquier, A., Hedlund, K., Lavorel, S., Legay, N., Lori, M., Mäder, P., Martínez-García, L.B., Martins Da Silva, P., Muller, A., Nascimento, E., Reis, F., Symanczik, S., Paulo Sousa, J., Milla, R., 2018. Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *J. Appl. Ecol.* 55, 2496–2505. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13113>
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., El-Hage Scialabba, N., Niggli, U., 2013. Reply to Leifeld et al.: Enhanced top soil carbon stocks under organic farming is not equated with climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110. <https://doi.org/10.1073/pnas.1221886110>
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 18226–18231. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Gaudaré, U., Kuhnert, M., Smith, P., Martin, M., Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2023. Soil organic carbon stocks potentially at risk of decline with organic farming expansion. *Nat. Clim. Change* 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01721-5>
- Gaudaré, U., Pellerin, S., Benoit, M., Durand, G., Dumont, B., Barbieri, P., Nesme, T., 2021. Comparing productivity and feed-use efficiency between organic and conventional livestock animals. *Environ. Res. Lett.* 16, 024012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd65e>
- Gerber, P.J., Hristov, A.N., Henderson, B., Makkar, H., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A.T., Yang, W.Z., Tricarico, J.M., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., Oosting, S., 2013. Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal* 7, 220–234. <https://doi.org/10.1017/S17517513113000876>
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., Zhou, F., 2021. Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Glob. Change Biol.* 27, 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- HCC, 2024. Accélérer la transition climatique avec un système alimentaire bas carbone, résilient et juste (Rapport thématique). Haut Conseil pour le Climat.
- HCC, 2020. Maîtriser l'empreinte carbone de la France (Rapport annuel). Haut Conseil pour le Climat.
- Hirte, J., Walder, F., Hess, J., Büchi, L., Colombi, T., Van Der Heijden, M.G., Mayer, J., 2021. Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. *Sci. Total Environ.* 755, 143551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143551>
- Lambotte, M., De Cara, S., Brocas, C., Bellassen, V., 2023. Organic farming offers promising mitigation potential in dairy systems without compromising economic performances. *J. Environ. Manage.* 334, 117405. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117405>
- Leifeld, J., Angers, D.A., Chenu, C., Fuhrer, J., Kätker, T., Powlson, D.S., 2013. Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220724110>
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat. Commun.* 8, 1290. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Huot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Roger-Estrade, J., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Réchauchère, O., 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût? (Rapport scientifique de l'étude). INRA, France.
- Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360, 987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., van der Heijden, M.G.A., Mäder, P., 2019. The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Sci. Rep.* 9, 1702. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w>



Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 468–469, 553–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098>

Smith, L.G., Kirk, G.J.D., Jones, P.J., Williams, A.G., 2019. The greenhouse gas impacts of converting food production in England and Wales to organic methods. *Nat. Commun.* 10, 4641. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12622-7>

Smith, L.G., Williams, A.G., Pearce, Bruce.D., 2015. The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renew. Agric. Food Syst.* 30, 280–301. <https://doi.org/10.1017/S1742170513000471>

Le document "Résumé | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique" s'inscrit dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique".

Contributeurs à la réalisation de ce document :

- ▶ Pilotage de l'étude "Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique" : Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Direction de la publication : Emeric Pillet (ITAB)
- ▶ Rédaction : Bastien Dallaporta, Natacha Sautereau (ITAB)
- ▶ Relecture : Isabelle Savini (INRAE), Alice Holvoet, Emeric Pillet, Elodie Weber (ITAB), Noémie Quéré, Catherine Conil (MTECT)
- ▶ Conception de la publication : Elodie Weber, Stéphanie Mothes (ITAB)

Crédits photos : [GrandCelinien](#) ; F. Cisowski ; [Natfot](#) ; [Ralph](#).

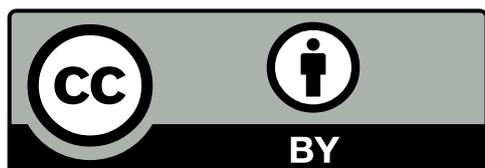
Edition : ITAB

Juin 2024

Pour citer ce document : Pour citer ce document : Lacarce E., Sautereau N., 2024, Résumé | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique, dans la Collection "Externalités de l'Agriculture Biologique", ITAB, 2024, 13p

Licence : CC BY 4.0

Le document "Résumé | Quantification des externalités de l'Agriculture Biologique : atténuation du changement climatique" © 2024 par Bastien Dallaporta et Natacha Sautereau (ITAB) est protégé par la licence CC BY 4.0. Pour en savoir plus sur cette licence, visitez la page <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Contact : communication@itab.asso.fr

Financé par :

Co-financier :

